中国生态农业学报 2017 年 9 月 第 25 卷 第 9 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Sep. 2017, 25(9): 1360−1370

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170203

周淑梅, 武菁, 王国贞. 华北平原农田生态系统服务评价及灌溉效益分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9): 1360−1370

Zhou S M, Wu J, Wang G Z. Evaluation of agro-ecosystem services and analysis of irrigation benefit in the North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(9): 1360−1370

华北平原农田生态系统服务评价及灌溉效益分析*

周淑梅[1,2], 武 菁[3], 王国贞[1]

(1. 河北科技大学经济管理学院 石家庄 050018; 2. 河北省生态经济可持续发展研究中心 石家庄 050018; 3. 河北科技大学机械工程学院 石家庄 050018)

摘 要: 农田生态系统为人类提供农产品等服务的同时, 对生态环境也产生负面影响。本文基于千年生态系统评估(MA)框架, 以华北平原典型高产农田区域——河北省石家庄市栾城区为研究对象, 应用能值理论分析农田生态系统投入, 从供给、调节和支持 3 方面分析农田生态系统正、负服务产出; 应用分摊系数法求解农田灌溉净效益, 计算能值指标并评价农田生态系统可持续发展状况。结果表明: 研究期间栾城农田生态系统能值年均总投入(1.00×10^{12} sej·m^{-2})中, 不可更新工业辅助能(6.81×10^{11} sej·m^{-2})与不可更新环境资源(灌溉用地下水, 2.57×10^{11} sej·m^{-2})投入之和占总能值投入的 90%以上, 说明农田生态系统消耗了大量不可更新资源; 农田提供的正服务(1.82×10^{12} sej·m^{-2})主要是农产品供给(1.07×10^{12} sej·m^{-2}), 负服务(5.87×10^{11} sej·m^{-2})以温室气体排放(5.31×10^{11} sej·m^{-2})为主; 考虑农田生态系统环境负效益, 计算栾城农田灌溉效益分摊系数为 0.32, 灌溉净效益为 3.94×10^{11} sej·m^{-2}, 灌溉效益偏低; 栾城区能值可持续发展指标取值为 0.10~0.18, 属于典型的消费型农田生态系统, 迫切需要探索出一条低能耗, 高产出的真正意义上的高质量农田发展之路, 实现农田生态系统健康可持续发展。

关键词: 农田生态系统; 能值分析; 分摊系数; 灌溉效益; 生态系统服务; 华北平原
中图分类号: F323.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2017)09-1360-11

Evaluation of agro-ecosystem services and analysis of irrigation benefit in the North China Plain*

ZHOU Shumei[1,2], WU Jing[3], WANG Guozhen[1]

(1. School of Management and Economics, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang 050018, China; 2. Center for Ecological Economy and Sustainable Development of Hebei Province, Shijiazhuang 050018, China; 3. School of Mechanical Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang 050018, China)

Abstract: Agro-ecosystem has become a hot research area in the field of ecology in recent years. One of the most important issues of agro-ecosystems is the strongly disturbance they have suffered from human activities. Agro-ecosystems not only provide critical services for human existence such as agricultural products, but could also have negative impacts on ecological environment which together comprise the negative services of agro-ecosystems. It is known that farmland irrigation is the main mode of groundwater depletion in the North China Plain. Although grain yields can be increased greatly under groundwater irrigation, over-exploitation of groundwater can lead to environmental problems including lowered underground water level. Therefore, it is essential to exactly measure the contribution of irrigation to agro-ecosystem production and to comprehen-

* 河北省社会科学基金项目(HB15YJ059)资助
周淑梅, 主要研究方向为生态经济、生态水文。E-mail: shumei1984@163.com
收稿日期: 2017-03-08 接受日期: 2017-05-26

* This study was supported by the Hebei Provincial Social Science Fund (HB15YJ059).
Corresponding author, ZHOU Shumei, E-mail: shumei1984@163.com
Received Mar. 8, 2017; accepted May 26, 2017

sively evaluate the sustainability of the development of agro-ecosystems in the North China Plain. Based on the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) framework developed by the United Nations Environment Programme and taking the typically high-yield farmlands in Luancheng District of Hebei Province in the North China Plain as the study area, we used emergy theory to analyze agro-ecosystem inputs. The study also analyzed both the positive and negative services of the agro-ecosystems in the three categories of service provision, service regulation and service support using statistical input/output data of the agro-ecosystems in Luancheng for the period from 1984 to 2008. Furthermore, irrigation efficiency was calculated by the sharing coefficient method and the development sustainability of agro-ecosystems was evaluated by the calculation and analysis of a series of emergy indicators. The results showed that annual emergy input of the agro-ecosystems in Luancheng was 1.00×10^{12} sej·m^{-2}, over 90% of which were non-renewable industrial auxiliary emergy (6.81×10^{11} sej·m^{-2}) and non-renewable environmental resource emergy (groundwater irrigation of 2.57×10^{11} sej·m^{-2}). This indicated that agro-ecosystems consumed a huge portion of non-renewable resources. For agro-ecosystem output, the positive service (75.60% of the total output) was greater than the negative service (24.40% of the total output). While service provision (agricultural product supply, 1.07×10^{12} sej·m^{-2}) was the main positive service (1.82×10^{12} sej·m^{-2}), regulation service (greenhouse gas emission of 5.31×10^{11} sej·m^{-2}) accounted for most of the negative service (5.87×10^{11} sej·m^{-2}). The sharing coefficient of irrigation benefit of the agro-ecosystems was calculated as the lower value of 0.32, and the net irrigation benefit was determined to be 3.94×10^{11} sej·m^{-2}, taking into consideration the negative services of the agro-ecosystems. The values of emergy sustainability index, emergy sustainability index of ecosystem service and emergy sustainability index of net ecosystem service in the study area were 0.10, 0.18 and 0.12, respectively. All the above three emergy sustainability indexes were far less than 1, suggesting that the agro-ecosystems of Luancheng largely depended on consumable resources. Therefore, a series of countermeasures were needed to be taken, including the conservation of groundwater, the promotion of alternative fertilizers and the development of low toxicity pesticides, the implementation of national policy and legal tools. These countermeasures ensured low-energy consumption and high-yield development in agriculture towards the realization of sustainable development of agro-ecosystems in the North China Plain.
Keywords: Agro-ecosystem; Emergy analysis; Sharing coefficient; Irrigation benefit; Ecosystem service; North China Plain

水是生命之源, 中国人均水资源量为 2 100 m^3, 仅为世界平均水平的 28%。农业用水是水资源消耗的主要途径, 占全国总用水量的 63.5%[1]。作为我国重要的粮食生产基地之一, 华北平原以冬小麦(*Triticum aestivum*)-夏玉米(*Zea mays*)高耗水种植结构为主, 加之降水量少且时空分布极为不均, 导致该地区水资源开发利用率虽为全国最高, 却仍然存在水资源严重不足的局面[2], 极大限制了农业生产的发展[3]。为了维持农业高产, 华北平原地区农田灌溉用水主要取自地下水。连续多年的地下水开发利用导致地下水位持续下降, 引发地面沉降、水质恶化等一系列环境问题[4-6]。

分摊系数法是求解灌溉效益的常用方法之一[7-8], 借鉴生态经济学的能值理论可以求解灌溉效益分摊系数, 即定义农业灌溉能值投入总量与生产过程中能值投入总量之比为灌溉效益分摊系数[9]。该方法既考虑经济系统投入, 又考虑自然环境投入, 全面计量农业灌溉的投入产出, 计算结果更为准确[10]。成波等[11]采用能值理论分析了西安市 2000—2014 年的农业灌溉效益分摊系数, 并结合农业生产总值计算农田灌溉效益, 由于未考虑农田生态系统生产过程中带来的环境负效应势必导致灌溉效益计算值比实际偏大。囿于以往对灌溉效益的理解, 农产品(作物)产出即为农业生态系统产出的全部, 对农业生态系统实现水源涵养、光合作用释氧、滞尘、固碳、土壤养分积累等, 同时伴随着农药及化肥流失带来的非点源污染、水土流失、温室气体排放、地膜污染、地下水超采等问题[12-15]考虑较少。

白杨等[16]根据千年生态系统评估(millennium ecosystem assessment, 简称 MA)理论框架, 构建海河流域农田生态系统服务评价指标体系, 应用市场价值法、影子工程法和机会成本法分别从农田生态系统功能(正服务)和农田生态系统环境成本(负服务)两方面对 2005 年海河流域农田生态系统服务进行全面定量评价, 研究表明海河流域农田生态系统总服务主要包括释氧、涵养水源和营养物质循环等生态功能, 而环境成本则以化肥流失和温室气体排放为主。元媛等[17]应用环境经济学的方法定量估算栾城 2008 年农田生态系统服务功能的正、负效应价值。结果表明农产品生产功能是栾城农田生态系统最主要的服务功能, 其价值占农田生态系统总价值的 38.1%; 而地下水资源紧缺则是栾城农田生态系统最为突出的环境问题, 其环境成本占总环境成本的 76%。基于 MA 理论框架, 马凤娇和刘金铜[18]借助

能值理论分析了 1984—2008 年栾城农田生态系统投入及产出情况, 结果表明栾城农田属于高消耗生态系统, 提供正服务的同时也提供了大量的负服务, 但其负服务计算未考虑地下水超采所造成的环境损失。

河北省石家庄市栾城区是华北平原粮食高产区的典型代表, 本文以栾城农田生态系统为研究对象, 借鉴 MA 生态系统服务分类体系, 将栾城农田生态系统服务功能分为供给服务、调节服务和支持服务[19](鉴于农田文化服务较少, 本文未考虑)。应用能值理论分析栾城农田生态系统投入结构及农田生态系统服务(包含正、负服务), 在此基础上计算研究区灌溉效益分摊系数及农田灌溉净效益, 并计算各项能值指标综合评价栾城农田生态系统运行状况, 研究结果可为华北平原水资源可持续利用、灌溉制度优化及作物种植结构调整等提供参考。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

河北省石家庄市栾城区(114°28′35″E~114°47′35″E, 37°41′34″N~38°01′07″N)地处华北平原北部的太行山山前冲积扇平原地带(图 1), 属暖温带半湿润季风气候, 土壤类型以潮褐土为主, 耕地面积约为 262.84 km^2, 占辖区面积的 75%以上。该区年均气温 12.2 ℃, 年均无霜期 191 d, 年日照总时数 2 544 h, 年均降雨量约为 483.5 mm(1949—2000 年), 且 80%集中在夏季 7—9 月份[20], 与农作物的需水量(约 1 000 mm)及需水临界期严重不匹配, 因此为维持农业高产不得不抽取大量地下水进行灌溉, 加之降水对地下水的补给极为有限, 直接导致地下水位的连年下降[21]。

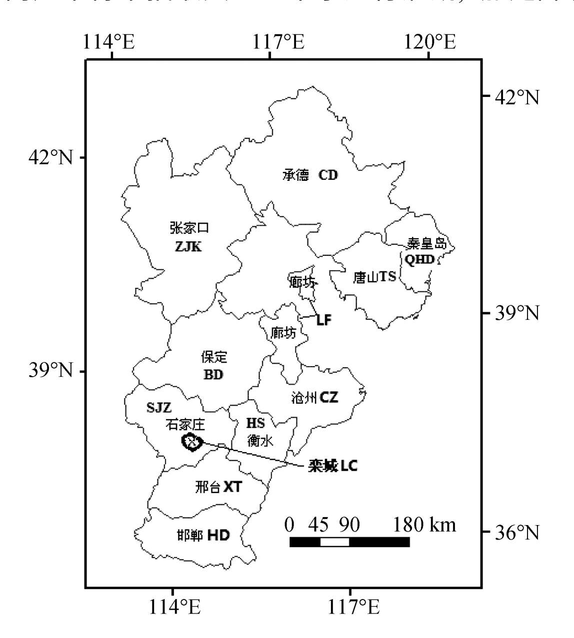


图 1　研究区地理位置

Fig. 1　Location of the study area of Luancheng (LC)

1.2　材料与方法

1.2.1　能值理论

长期以来, 科学家们致力于寻找一种分析自然环境和人类经济社会的共同度量标准。能值理论的出现解决了这一难题。能值理论是著名生态学家、“系统生态学之父”H. T. Odum 经长时期跨学科研究而提出。能值定义为自然资源、经济产品或劳务形成所需直接和间接投入的另一种有效能总量。一般以“太阳能值”为基准, 单位能量(物质)所含太阳能的量即为该能量(物质)的能值转换率[21], 单位为太阳能焦耳(solar emioules, 简写 sej), 能值计算见式(1)。

$$能值(sej)=能值转换率(sej\cdot unit^{-1})\times能量(物质质量) \quad (1)$$

通过应用能值转换率把不同能量(物质)换算为统一度量标准的能值, 可以将各种生态流用能值统一起来进行综合分析, 从而为生态经济系统开辟了新的定量研究方法[22]。

1.2.2　数据资料收集与整理

通过收集《石家庄统计年鉴》、《河北省水资源公报》及《河北省环境状况公报》等多年统计资料, 参考已公开发表数据[17-18,23]及相关文献, 整理 1984—2008 年栾城地区农田生态系统投入产出数据。栾城农田生态系统投入数据包括: 可更新环境资源、不可更新环境资源、可更新有机辅助能和不可更新工业辅助能数据。栾城农田生态系统产出的正负服务数据均包含供给服务、调节服务和支持服务 3 方面。此外, 将地下水超采也纳入到农田生态系统负服务中进行计算。

1.2.3　分析框架

首先收集栾城农田生态系统投入数据及产出的各项正、负服务指标数据, 参考前人文献确定各项指标的能值转化率[18,22-26], 计算农田生态系统投入产出各项指标能值流。根据分摊系数法求得研究区灌溉效益分摊系数及灌溉净效益。

1)绘制栾城农田生态系统能值图。能值图运用 Odum 能量系统符号语言即能值符号图例进行绘制, 并且需要明确农田生态系统基本结构, 农田生态系统自然环境与人类社会经济主要成分的相互关系及主要生态流方向。栾城农田生态系统能值图见图 2。

2)建立农田生态系统能值分析表。将收集的农田生态系统投入产出等各项指标根据式(1)统一转换为能值, 用于后续计算。能值分析表包含 1984—2008 年栾城农田生态系统各项投入及产出服务指标的能值转换率及能值计算值(表 1)。

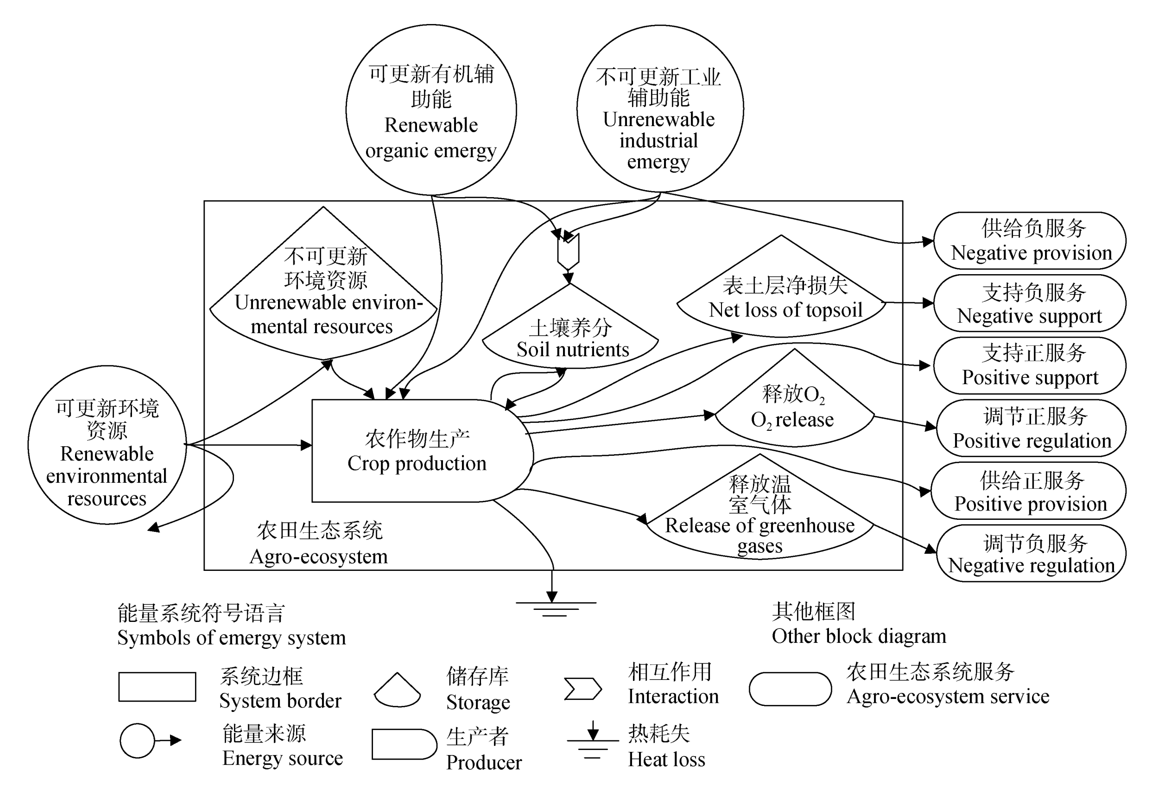


图 2　栾城农田生态系统能值流程图

Fig. 2　Emergy analysis diagram of agro-ecosystem in Luancheng

3)计算灌溉效益分摊系数及灌溉净效益。农田灌溉效益分摊系数(ε)及灌溉净效益(E)计算公式如下:

$$\varepsilon=I_{aw}/I_t \tag{2}$$

$$Y_{net}=Y_p-Y_n \tag{3}$$

$$E=\varepsilon\times Y_{net} \tag{4}$$

式中: I_{aw}为灌溉投入总能值, sej, 是灌溉水资源投入能值及灌溉设施投入能值之和; I_t为农田生态系统投入总能值, sej, 包括可更新环境资源(太阳能、雨水化学能等)、不可更新环境资源(灌溉用地下水)、可更新有机辅助能(种子、人力、有机肥)和不可更新工业辅助能(化肥、农药、地膜、机械和能源); Y_{net}表示农田生态系统净服务, sej; Y_p表示农田生态系统正服务, sej, 由供给服务(小麦、玉米、大豆、油料和棉花)、调节服务(光合释放 O_2、吸收 SO_2、滞尘、土壤固碳、吸收 CH_4)和支持服务(氮、磷、钾)三者相加得到; Y_n表示农田生态系统负服务, sej, 是供给服务(化肥流失、农药流失)、调节服务(释放 CO_2、释放 N_2O、地下水超采)和支持服务(表层土净损失)三者之和。已有研究表明地膜在总能值投入中所占比重不大[24,27], 本文未考虑地膜残留的环境负效应。其中, 地下水超采损失采用下式计算[28]:

$$E_{GW}=\left(0.0011E_L+12.434\right)A\tau_{GW} \tag{5}$$

$$E_L=\frac{2}{3}G_{GDP}+\frac{1}{3}P_r \tag{6}$$

式中, E_{GW}表示地下水超采损失能值, sej; E_L为计算地下水超采经济损失的复合参数, 由式(6)计算得到; A为区域面积, km^2; τ_{GW}为能值转换率, sej·万元$^{-1}$; G_{GDP}为地均 GDP, 万元·km^{-2}; P_r为人口密度, 人·km^{-2}。

4)计算各项能值指标, 综合评价栾城农田生态系统运行状况。

2　结果与分析

2.1　栾城农田生态系统能值投入

栾城农田生态系统能值投入产出计算结果见表 2。根据能值理论, 太阳能、雨水化学能和雨水势能都来自太阳辐射能, 为避免重复计算, 只取三者中最大值计入可更新环境资源能值投入。表 2 表明, 不可更新工业辅助能为 6.81×10^{11} sej·m^{-2}, 占总能值投入比重最高(67.81%), 说明栾城农田生态系统高度依赖化肥、农药、地膜及农业机械等工业辅助能, 成为维持农田高产的重要支撑因素; 其次为不可更新环境资源(主要为灌溉用地下水, 2.57×10^{11} sej·m^{-2}), 占总能值投入的25.62%, 说明农业灌溉用水也处于高消耗状态。不可更新工业辅助能与不可更新环境资源之和占总能值投入的 93.43%, 表明农田高产以消耗大量不可更新资源为代价。因此, 栾城农田生产需要提高农业科技含量, 大力发展并推广节水灌溉技术, 提高降水等可更新环境资源的利用率。此外还应加大有机

表 1 栾城农田生态系统太阳能值转换率及能值计算结果
Table 1 Emergy transformity and emergy calculation of agro-ecosystem in Luancheng

类型 Category	原始数据 Raw data	能值转化率 Emergy transformity (sej·unit^{-1})	太阳能值 Annual solar emergy (sej·m^{-2})
可更新环境资源 Renewable environmental resources	太阳辐射能 Solar insolation (J)	1	4.26E+09
	雨水势能 Rain geo-potential (J)	8.89E+03	1.59E+09
	雨水化学能 Rain chemical (J)	1.54E+04	2.78E+10
不可更新环境资源 Unrenewable environmental resources	灌溉用地下水 1) Irrigation groundwater1) (J)	1.85E+12	2.57E+11
可更新有机辅助能 Renewable organic emergy	种子 Seeds (J)	7.86E+04	1.85E+10
	人力 Manpower (J)	8.10E+04	1.93E+10
	有机肥 Organic fertilizer (g)	1.60E+06	3.07E+08
不可更新工业辅助能 Unrenewable industrial emergy	化肥 Chemical fertilizer (g)	3.80E+09	1.63E+11
	农药 Pesticide (g)	1.60E+09	1.07E+09
	地膜 Plastic mulch (g)	3.80E+08	3.42E+07
	机械 Mechanical power (J)	7.50E+07	3.17E+11
	灌溉设施投入 2) Irrigation facilities2) (J)		6.35E+10
	能源 Energy (J)	1.59E+05	1.36E+11
供给正服务 Positive provision	小麦 Wheat (J)	6.80E+04	4.18E+11
	玉米 Maize (J)	8.52E+04	4.89E+11
	大豆 Beans (J)	6.90E+05	1.08E+11
	油料 Oil plants (J)	8.60E+04	1.99E+10
	棉花 Cotton (J)	8.60E+05	3.33E+10
调节正服务 Positive regulation	释放 O_2 O_2 release (¥)	4.94E+12	4.93E+11
	吸收 SO_2 SO_2 absorbed (¥)	4.94E+12	2.62E+09
	滞尘 Dust-retention (¥)	4.94E+12	1.15E+07
	土壤固碳 Soil carbon sequestration (J)	6.25E+04	1.20E+11
	吸收 CH_4 CH_4 absorbed (¥)	4.94E+12	2.22E+09
支持正服务 Positive support	氮 Nitrogen (g)	4.60E+09	4.41E+10
	磷 Phosphorus (g)	1.78E+10	5.28E+10
	钾 Potassium (g)	1.74E+09	3.59E+10
供给负服务 Negative provision	化肥流失 Fertilizer loss (g)	3.80E+09	4.42E+10
	农药流失 Pesticide loss (g)	1.60E+09	5.38E+08
调节负服务 Negative regulation	释放 CO_2 CO_2 release (¥)	4.94E+12	4.41E+11
	释放 N_2O N_2O release (¥)	4.94E+12	8.99E+10
	地下水超采损失 3) Groundwater over-extraction loss3)	1.93E+14	2.76E+09
支持负服务 Negative support	表层土净损失 Net loss of topsoil (J)	6.25E+04	8.41E+09

1): 1984—2008 年均灌溉用地下水量参考文献[5]; 2): 由于灌溉设施投入数据缺乏, 灌溉设施投入能值取农业机械动力能值投入的 20%[10]; 3): 地下水超采损失采用公式(5)和(6)计算得到。1): The annual quantity of irrigation groundwater during 1984–2008 was obtained from the reference [5]; 2): Due to lack of data, irrigation facilities emergy input was assumed as 20% of the agricultural mechanical power emergy input[10]; 3): Loss of groundwater over-extraction was calculated using the equations (5) and (6).

肥使用量, 改善土壤结构, 提高土壤肥力, 减少或代替无机肥的使用, 发展成为低能耗、高产出的真正意义上的高质量农田。

2.2 农田生态系统服务产出

根据 MA 框架, 对农田生态系统提供的各项正、负服务进行分析。总体来讲, 农田生态系统各项正服务均大于负服务(图 3), 其中正服务能值占总能值产出的 75.60%(表 2)。分项来看, 供给正服务占总正服务的比重最高, 为 58.72%。其中, 玉米在 5 种作物中表现最为突出, 占总供给服务的 45.79%。其次为调节正服务和支持正服务, 占正服务比重分别为 33.98%和 7.30%。调节正服务比重高说明农田生态系统在提供粮食生产的同时, 光合作用释氧、固碳等生态功能也不容小觑。

表 2　栾城农田生态系统能值投入产出

Table 2　Emergy input and output of agro-ecosystem of Luancheng

类型 Category	符号或公式 Symbol/equation	能值 Emergy (sej·m^{-2})	投入(产出)百分比 Percentage of input (output) (%)
可更新环境资源 Renewable environmental resources	R	2.78E+10	2.77
不可更新环境资源 Unrenewable environmental resources	N	2.57E+11	25.62
可更新有机辅助能 Renewable organic emergy	R_1	3.81E+10	3.79
不可更新工业辅助能 Unrenewable industrial emergy	F	6.81E+11	67.81
环境资源总投入 Environmental resource input	$I=R+N$	2.85E+11	28.39
总辅助能投入 Total auxiliary emergy input	$U=R_1+F$	7.19E+11	71.61
总能值投入 Total emergy input	$I_t=I+U$	1.00E+12	100.00
供给正服务能值产出 Emergy of positive supply output	Y_{ps}	1.07E+12	44.40
正服务能值产出 Emergy of positive service output	Y_p	1.82E+12	75.60
负服务能值产出 Emergy of negative service output	Y_n	5.87E+11	24.40
净能值产出 Net emergy output	Y_{net}	1.23E+12	51.21
总能值产出 Total emergy output	Y_t	2.41E+12	100.00

$Y_{net}=Y_p-Y_n$；投入(产出)百分比=各项目能值投入(产出)/总能值投入(产出)×100。$Y_{net} = Y_p - Y_n$; Percentage of input or output = emergy input or output of each category / total emergy input or output × 100.

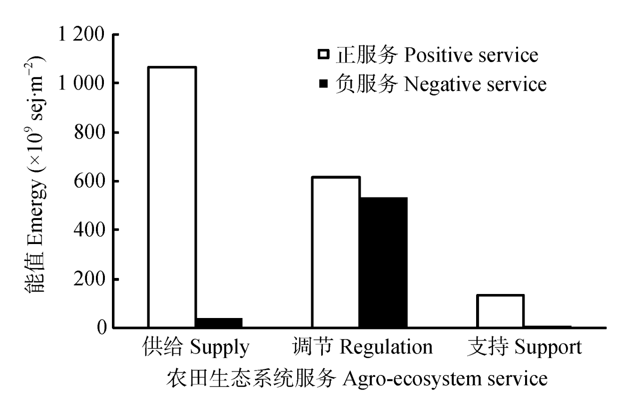


图 3　栾城农田生态系统服务结构

Fig. 3　Structure of agro-ecosystem service in Luancheng

农田生态系统负服务能值产出占总能值产出的24.40%(表 2)，其中供给负服务和支持负服务占总负服务比重不足 10%，而调节负服务占总负服务比重高达 90%以上，主要为温室气体排放。已有研究表明华北太行山前平原冬小麦农田土壤是 CO_2、N_2O 的排放源，增施氮肥加充分灌溉能够促进土壤 CO_2、N_2O 的生成[29]。调节负服务中地下水超采损失占比不足 1%，可能是由于当前计算方法及指标数值的选取有失客观造成对地下水超采损失的低估。地下水超采会导致地下水位下降、大量已有灌溉井等灌溉设施功能丧失以及新灌溉设施的必要投资，同时表层土壤中的污染物也会随地下水下降导致深层土壤、水源污染，土地质量下降、土地退化等一系列生态问题[30-31]，因此地下水超采问题亟待解决。

2.3　农田生态系统灌溉效益

结合栾城农田生态系统投入产出能值数据，计算研究区灌溉效益分摊系数及灌溉净效益，见表 3。计算结果表明，栾城农田灌溉效益分摊系数为 0.32，与成波等[11]、罗乾等[9]计算结果较为接近。灌溉净效益为 3.94×10^{11} sej·m^{-2}。郭斯瑞等[32]选取了邢台 3 个实验区首次应用实验法研究农田灌溉效益分摊系数。历时 5 年试验研究表明不同的农作物、灌溉类型、灌水次数及灌水量会导致灌溉效益分摊系数存在差异，不同情况下的灌溉效益分摊系数均值分布在 0.34~0.60。吴恒安和徐詠九[33]对灌溉效益分摊系数确定方法进行归纳，总结了灌溉效益分摊系数的取值“一般为 0.20~0.60，平均值为 0.40。丰、平水年和农业生产水平较高的地区取较低值，反之，取较高值”。本文计算灌溉效益分摊系数为 0.32，接近上述取值区间，且属于取值较低的情况。笔者推断，一方面由于随着农业生产力的提高，灌溉效益分摊系数有下降的趋势[10]，并且计算结果是栾城农田生态系统 25 年灌溉效益分摊系数平均值，导致分摊系数取值较低；另一方面灌溉效益分摊系数取值较低表明栾城农田生态系统属于农业生产水平较高的生态系统[33]，与现实相符，验证了本文计算结果的客观性。

本文计算得到栾城多年农田灌溉平均净效益为3.94×10^{11} sej·m^{-2}，若将农田灌溉总投入能值与灌溉超采地下水损失之和(3.24×10^{11} sej·m^{-2})，视为维持农业高产进行灌溉所需付出的代价，二者相减为7.0×10^{10} sej·m^{-2}，即灌溉给农田生态系统带来净效益增量为 7.0×10^{10} sej·m^{-2}，或者说灌溉水实现了“能值增殖”。然而自然界中物质、能量遵循守恒定律，因

此“能值增殖”实际上是来源于其他能源投入，比如太阳辐射能。

表 3 栾城农田灌溉效益计算
Table 3 Irrigation efficiency calculation of the farmland in Luancheng

类型 Category	数值 Value
农田生态系统正服务 Positive service of agro-ecosystem (sej·m^{-2})	1.82E+12
农田生态系统负服务 Negative service of agro-ecosystem (sej·m^{-2})	5.87E+11
农田生态系统净服务 Net service of agro-ecosystem (sej·m^{-2})	1.23E+12
农田灌溉投入 Irrigation input (sej·m^{-2})	3.21E+11
农田生态系统总投入 Total input of agro-ecosystem (sej·m^{-2})	1.00E+12
灌溉效益分摊系数 Share coefficient of irrigation benefit	0.32
灌溉净效益 Net irrigation benefit (sej·m^{-2})	3.94E+11

2.4 能值指标分析

根据农田生态系统的特点，参考前人研究成果，构建栾城农田生态系统的投入产出指标(供给正服务能值经济产出率、正服务能值经济产出率、净服务能值经济产出率、供给正服务能值自然产出率、正服务能值自然产出率、净服务能值自然产出率)、能值来源指标(能值投资率、环境负载率、能值自给率、可更新资源能值比例)、生态服务指标(正负服务比值)、综合指标(能值可持续指标、生态系统服务能值可持续指标、净生态系统服务能值可持续指标)，定量分析该农田生态系统的功能及其可持续发展状况。各指标表达式及指标值见表 4。

2.4.1 能值自给率和能值投资率

能值自给率是指无偿环境资源投入占总能源投入的比例，能够反映系统自给自足能力。能值投资率是指辅助能值总投入占环境资源总投入的比值，可以用于衡量系统经济发展程度和环境依赖程度。能值自给率越低，能值投资率越高，表明生态系统对经济投入依赖程度越高，对环境的依赖程度越小。表 4 显示 1984—2008 年栾城农田生态系统平均能值自给率为 0.28，能值投资率为 2.52，两个值均与 1996 年山东省桓台县能值自给率(0.28)和能值投资率(2.55)计算结果较为接近[34]，表明农田生态系统环境资源能值对系统产出的贡献偏低，即系统对自然环境的依赖程度较低，但对经济投入依赖程度较高。

表 4 栾城农田生态系统能值指标体系
Table 4 Emergy analysis index system of the agro-ecosystem in Luancheng

项目 Category	指标 Index	公式 Equation	值 Value
投入产出指标 Input (output) index	供给正服务能值经济产出率 Emergy economic yield ratio of positive supply (EYR_{ps})	Y_{ps}/U	1.48
	正服务能值经济产出率 Emergy economic yield ratio of positive service (EYR_p)	Y_p/U	2.53
	净服务能值经济产出率 Emergy economic yield ratio of net service (EYR_{net})	Y_{net}/U	1.71
	供给正服务能值自然产出率 Emergy natural yield ratio of positive supply	Y_{ps}/I	3.74
	正服务能值自然产出率 Emergy natural yield ratio of positive service	Y_p/I	6.38
	净服务能值自然产出率 Emergy natural yield ratio of net service	Y_{net}/I	4.32
能值来源指标 Indexes of emergy sources	能值投资率 Emergy investment ratio (EIR)	U/I	2.52
	环境负载率 Environmental loading ratio (ELR)	$(F+N)/(R+R_1)$	14.23
	能值自给率 Emergy self-sufficiency ratio	I/I_t	0.28
	可更新资源能值比例 Emergy ratio of renewable resources	R/I_t	0.03
生态服务指标 Index of eco-service	正负服务比值 Ratio of positive to negative service	Y_p/Y_n	3.10
综合指标 Synthesize index	能值可持续指标 Emergy sustainability index	EYR_{ps}/ELR	0.10
	生态系统服务能值可持续指标 Emergy sustainability index of ecosystem service	EYR_p/ELR	0.18
	净生态系统服务能值可持续指标 Emergy sustainability index of net ecosystem service	EYR_{net}/ELR	0.12

2.4.2　环境负载率

环境负载率为投入系统的不可更新能值之和除以可更新能值, 反映系统对环境造成的压力程度。栾城农田生态系统 1984—2008 年平均环境负载率为 14.23(表 4), 表明该地区环境所承受压力是其承载能力的 14.23 倍, 远远高于 2003 年山东省(6.54), 2005 年江苏省(2.83), 2005 年河北省(5.72)环境负载率平均水平[35], 表明栾城农田生态系统环境所承受的压力较大。初步推断可能是灌溉投入及不可更新工业辅助能对系统环境负载率影响较大。由于栾城农业灌溉主要为深层地下水, 灌溉水使用成本较高, 加之河北省工业辅助能逐年递增[10], 导致栾城农田生态系统对于化石能源的消耗与依赖程度较高。因此注重农业高产的同时, 必须保护好环境, 提高农业生产的生态承载力。

2.4.3　能值产出率

本文分析的能值产出率分为能值经济产出率和能值自然产出率, 分别表示生态系统在获得经济输入能值和自然资源输入能值的优势及其可持续性[36]。Odum 认为能值经济产出率合理取值为 1~6, 如果取值小于 1, 则该生态系统的能值不会增加。如果 A 类系统能值产出率小于 B 类系统能值产出率, 那么前者获得经济投入能值的竞争能力会降低, 并最终会被后者所替代。本文计算出的 3 种栾城地区农田生态系统经济产出率取值为 1.48~2.53(表 4), 虽然高于山东省桓台县农田生态系统 2006 年的经济产出率 0.98 和 2005 年河北省 0.73[34], 但仍属于合理取值区间的偏低值域, 说明应该提高栾城地区农业生态经济系统的经济及自然资源能值产出率, 从而增强其获得外界投资的能力。考虑自然系统投入计算出能值自然产出率。表 4 表明能值自然产出率(取值为 3.74~6.38)明显高于能值经济产出率, 主要是由于相比经济系统能值投入(71.61%), 自然系统能值投入较少(28.39%)。自然系统能值投入中, 不可更新环境资源投入约为可更新环境资源投入的 9.25 倍, 说明栾城农田生态系统对不可更新环境资源, 即灌溉用地下水的依赖程度过高, 因此地下水资源短缺与农业高产对其过度依赖的结构性矛盾势必导致严重的资源环境问题。

2.4.4　能值可持续发展综合指标

能值可持续发展综合指标定义为系统能值经济产出率与环境负载率之比, 用于评价生态经济系统的可持续发展能力。从表 4 看出研究区域的 3 个能值可持续指标取值为 0.10~0.18, 明显低于桓台县 1996 年的 0.72, 山东省 2003 年的 1.52, 江苏省 2005 年的 0.68[34], 盐城市 1995—2006 年的 0.97[37], 张掖地区 1999 年的 1.216[38]。Ulgiati 和 Brown[39]认为能值可持续指标小于 1 表示系统为典型的消费型系统。本文计算结果表明栾城农田生态系统产出的能值是通过消耗较多的资源获得, 即系统对环境的压力较大, 可持续性发展能力较差。因此, 栾城地区应进一步调整农田种植结构, 大力发展绿色和生态农业, 节约和保护地下水资源, 才能实现栾城地区农田生态系统的可持续发展。

3　讨论与结论

3.1　讨论

20 世纪 70 年代起, 国内学者开始关注农业生产本身引起的环境问题[40]。农业生产过程中无机肥、农药、地膜及地下水的过度使用导致土壤板结[41]、非点源污染[42-43]、地下水超采[4,12,30,44]等一系列环境问题成为当前农业研究的热点领域, 并积累了丰硕的研究成果。然而限于研究方法, 不同学者大多就系统中某一问题进行深入研究, 难以实现对系统的整体性研究。能值法通过将系统不同的投入产出要素统一折算为太阳能值, 解决了不同要素因量纲差异而无法同时计量的难题。值得注意的是, 应用能值法进行农田生态系统评估时, 如表土层损失属于系统投入模块要素[9,44], 还是属于系统产出模块要素[18], 不同学者定义存在差别, 导致同一投入(产出)模块所考虑的因素也不尽相同, 造成评估结果对比性不强。此外, 由于环境问题本身影响因素错综复杂, 同时可能会引起其他环境问题, 例如地下水超采的直接影响是地下水位下降, 导致大量机井和抽水泵的报废, 而地下水位下降又会使土壤污染物向土壤深层转移, 造成深层地下水污染及生物多样性减少, 因此如何全面计量某一环境问题, 需要科学合理的定义和研究技术手段的创新。

另一方面, 灌溉效益分摊系数定义为灌溉能值投入量与生产过程中的能值投入总量之比, 是以产出为投入的线性函数为前提, 即投入比等于产出比。这种线性假定并不符合实际, 最典型的柯布-道格拉斯生产函数 $Y=AL^{\alpha}K^{\beta}$(Y 为产出, A 代表技术水平, L 和 K 分别表示劳动和资本投入, α 和 β 分别表示劳动和资本产出的弹性系数)即为非线性生产函数[45]。因此, 灌溉效益分摊系数的线性假定具有一定局限性。

农业生产的终极目标是农作物的高产、优质、

高效、低耗。研究结果表明栾城农田生态系统属于严重的消费型生态系统，其消耗的资源主要是不可更新资源，包括化肥、农药和灌溉用地下水等。因此，必须采取有效措施降低农田生产能耗，提高农田生产效率。可能的措施包括：1)节约利用地下水，做到“开源”和“节流”。“开源”措施包括兴建农田水利设施，人工建设水利工程，收集天然降水，最大限度开发、利用雨水资源，缓解降水时空分布与农业用水需求不匹配的矛盾；“节流”则通过采用滴灌、喷灌等技术提高灌溉用地下水的利用率，培育和推广抗旱作物新品种，降低水资源消耗；2)推广绿色、无公害新型肥料，提倡化肥深施，提高化肥利用率；3)研制新型低毒低残留农药，培育抗虫作物新品种，对农作物病虫害进行预报防治。此外，政府需加大对农业科研支持力度，制定必要的政策工具(如实施农业补贴)，完善国家相关法律制度，为实现高产低耗的现代农业保驾护航[46]。

3.2 结论

本文通过对河北省栾城地区农田生态系统进行能值分析，结果表明栾城农田生态系统投入中，以不可更新工业辅助能所占比重最高，其次为不可更新环境资源即灌溉用地下水；农田生态系统服务中，正服务能值占比大于负服务，其中正服务以粮食供给为主，负服务以气候调节负服务为主，主要是温室气体排放及地下水超采等环境负效应；基于投入产出能值数据，应用分摊系数法求解栾城农田灌溉效益分摊系数(0.32)及灌溉净效益(3.94×10^{11} sej·m^{-2})，表明栾城地区灌溉效益偏低；根据能值指标分析结果，栾城农田生态系统可持续发展指标远小于1，说明该系统高度依赖经济投入及灌溉用地下水等不可更新资源，环境承受压力较大，可持续发展状况堪忧。因此迫切需要探索出一条低能耗，高产出的真正意义上的高标准农田发展之路，实现农田生态系统健康可持续发展。

参考文献 References

[1] 中华人民共和国水利部. 2014年中国水资源公报[R]. 北京：中国水利水电出版社, 2015
The Ministry of Water Resources of the People’s Republic of China. China water resources bulletin 2014[R]. Beijing: China Water Conservancy and Hydropower Press, 2015

[2] Ma F J, Gao H, Eneji A E, et al. An economic valuation of groundwater management for agriculture in Luancheng county, North China[J]. Agricultural Water Management, 2016, 163: 28–36

[3] 刘昌明. 华北平原农业节水与水量调控[J]. 地理研究, 1989, 8(3): 1–9
Liu C M. Water saving, regulation and control for agriculture in the North China Plain[J]. Geographical Research, 1989, 8(3): 1–9

[4] 刘昌明. 中国农业水问题：若干研究重点与讨论[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(8): 875–879
Liu C M. Agricultural water issues in China: Discussions on research highlights[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(8): 875–879

[5] Yuan Z J, Shen Y J. Estimation of agricultural water consumption from meteorological and yield data: A case study of Hebei, North China[J]. Plos One, 2013, 8(3): e58685

[6] Hu X L, Shi L S, Zeng J C, et al. Estimation of actual irrigation amount and its impact on groundwater depletion: A case study in the Hebei Plain, China[J]. Journal of Hydrology, 2016, 543: 433–449

[7] 钱绪来. 用统计法计算灌溉效益[J]. 农田水利与小水电, 1988, (9): 25–28
Qian X L. Irrigation efficiency calculated by the statistical method[J]. Farmland Water Conservancy and Small Hydropower , 1988, (9): 25–28

[8] 闻致中, 刘亭林. 用“灌需比”法确定灌溉效益分摊系数[J]. 水利经济, 1992, (2): 21–24
Wen Z Z, Liu T L. Using method of “ratio of actual irrigation to irrigation need” to determine irrigation benefit sharing coefficient[J]. Journal of Economics of Water Resources, 1992, (2): 21–24

[9] 罗乾, 方国华, 黄显峰, 等. 基于能值理论分析方法的农业灌溉效益研究[J]. 水电能源科学, 2011, 29(6): 137–139
Luo Q, Fang G H, Huang X F, et al. Benefits of agricultural irrigation based on emergy value theory[J]. Water Resources and Power, 2011, 29(6): 137–139

[10] 袁再健, 谢栌乐, 沈彦俊. 河北省灌溉效益分摊系数时空变化与影响因素研究[J]. 陕西师范大学学报：自然科学版, 2015, 43(3): 93–97
Yuan Z J, Xie L Y, Shen Y J. Spatial-temporal change and influencing factors of the share coefficient of irrigation benefit in Hebei Province[J]. Journal of Shaanxi Normal University: Natural Science Edition, 2015, 43(3): 93–97

[11] 成波, 李怀恩, 徐梅梅. 西安市农业灌溉水效益分摊系数及效益的时间变化研究[J]. 水资源与水工程学报, 2017, 28(1): 244–248
Cheng B, Li H E, Xu M M. Study on the temporal variations of benefit sharing coefficient and benefit of agricultural irrigation water in Xi’an[J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2017, 28(1): 244–248

[12] 赵永国. 关中平原水资源开发利用的环境负效及其对策[J]. 干旱区资源与环境, 1989, 3(4): 59–66
Zhao Y G. Negative environmental effects and their countermeasures of water resource exploitation and untilization in Guanzhong Plain[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 1989, 3(4): 59–66

[13] 郭溪, 吴泽宁, 王慧亮. 区域农业生产系统用水正负效益分析及能值评估[J]. 水利水电科技进展, 2016, 36(4): 1–5
Guo X, Wu Z N, Wang H L. Emergy evaluation of positive

and negative effects of water utilization in regional agricultural production system[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2016, 36(4): 1–5
[14] Chang J, Wu X, Liu A Q, et al. Assessment of net ecosystem services of plastic greenhouse vegetable cultivation in China[J]. Ecological Economics, 2011, 70(4): 740–748
[15] 谷军方, 李良县, 杜富慧. 华北地区区域用水负效应调查与分析方法——以邯郸地区为例[J]. 南水北调与水利科技, 2010, 8(2): 61–65
Gu J F, Li L X, Du F H. Regional investigation and analysis method for negative effect of water use at Handan in North China[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2010, 8(2): 61–65
[16] 白杨, 欧阳志云, 郑华, 等. 海河流域农田生态系统环境损益分析[J]. 应用生态学报, 2010, 21(11): 2938–2945
Bai Y, Ouyang Z Y, Zheng H, et al. Environmental benefit-loss analysis of agro-ecosystem in Haihe River basin, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(11): 2938–2945
[17] 元媛, 刘金铜, 靳占忠. 栾城县农田生态系统服务功能正负效应综合评价[J]. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2809–2814
Yuan Y, Liu J T, Jin Z Z. An integrated assessment of positive and negative effects of high-yielding cropland ecosystem services in Luancheng County, Hebei Province of North China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(12): 2809–2814
[18] 马凤娇, 刘金铜. 基于能值分析的农田生态系统服务评估——以河北省栾城县为例[J]. 资源科学, 2014, 36(9): 1949–1957
Ma F J, Liu J T. Agricultural ecosystem services assessment based on emergy analysis in Luancheng County[J]. Resources Science, 2014, 36(9): 1949–1957
[19] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being[M]. Washington, D.C.: Island Press, 2005
[20] 河北省栾城县地方志编纂委员会. 栾城县志[M]. 北京: 新华出版社, 1995
Editorial Committee of Local Chronicles of Luancheng County of Hebei Province. Chronicles of Luancheng[M]. Beijing: Xinhua Publishing House, 1995
[21] 贾金生, 刘昌明, 王会肖. 夏玉米水分胁迫效应的试验研究[J]. 中国生态农业学报, 2002, 10(2): 101–105
Jia J S, Liu C M, Wang H X. Experimentation study on water deficit effect of summer maize[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2002, 10(2): 101–105
[22] Odum H T. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making[M]. New York: John Wiley & Sons., 1996: 843–850
[23] 蓝盛芳, 钦佩, 陆宏芳. 生态经济系统能值分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 16
Lan S F, Qin P, Lu H F. Emergy Analysis of Eco-economic System[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2002: 16
[24] 杜博洋, 门明新, 许皞, 等. 基于能值分析的河北省农田生态系统资源环境效应综合评价[J]. 资源科学, 2008, 30(8): 1236–1242
Du B Y, Men M X, Xu H, et al. Comprehensive evaluation of environmental resources and farmland ecosystems in Hebei Province based on emergy theory[J]. Resources Science, 2008, 30(8): 1236–1242
[25] 吕翠美, 吴泽宁. 区域用水效率与节水潜力的能值分析[J]. 干旱区资源与环境, 2009, 23(2): 62–67
Lü C M, Wu Z N. Emergy analysis for water use efficiency and water saving potential[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2009, 23(2): 62–67
[26] Liu J E, Zhou H X, Qin P, et al. Comparisons of ecosystem services among three conversion systems in Yancheng National Nature Reserve[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(5): 609–629
[27] 谢花林, 邹金浪, 彭小琳. 基于能值的鄱阳湖生态经济区耕地利用集约度时空差异分析[J]. 地理学报, 2012, 67(7): 889–902
Xie H L, Zou J L, Peng X L. Spatial-temporal difference analysis of cultivated land use intensity based on emergy in Poyang Lake eco-economic zone[J]. Acta Geographica Sinica, 2012, 67(7): 889–902
[28] 李晓凯, 石海峰. 地下水超采的经济损失计算方法及其在典型地区的应用[J]. 水利水电科技进展, 2003, 23(6): 13–16
Li X K, Shi H F. Calculation method for economic loss caused by overmining of groundwater and its application to typical regions[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2003, 23(6): 13–16
[29] 宋利娜, 张玉铭, 胡春胜, 等. 华北平原高产农区冬小麦农田土壤温室气体排放及其综合温室效应[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(3): 297–307
Song L N, Zhang Y M, Hu C S, et al. Comprehensive analysis of emissions and global warming effects of greenhouse gases in winter-wheat fields in the high-yield agro-region of North China Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(3): 297–307
[30] 贾金生, 刘昌明. 华北平原地下水动态及其对不同开采量响应的计算——以河北省栾城县为例[J]. 地理学报, 2002, 57(2): 201–209
Jia J S, Liu C M. Groundwater dynamic drift and response to different exploitation in the North China Plain: A case study of Luancheng County, Hebei Province[J]. Acta Geographica Sinica, 2002, 57(2): 201–209
[31] 吕博, 倪娟, 王文科, 等. 水资源开发利用引起的环境负效应——以玛纳斯河流域为例[J]. 地球科学与环境学报, 2006, 28(3): 53–56
Lü B, Ni J, Wang W K, et al. Negative environmental influence caused by development of water resource — A case study of Manasi River basin[J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2006, 28(3): 53–56
[32] 郭斯瑞, 张基峰, 赵锁贵. 灌溉增产效益分摊系数的试验研究[J]. 水利学报, 1990, (4): 38–45
Guo S R, Zhang J F, Zhao S G. Experimental study on benefit sharing coefficient of irrigation[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 1990, (4): 38–45
[33] 吴恒安, 徐詠九. 灌溉工程增产效益分摊方法的探讨[J]. 水利学报, 1985, (4): 66–72
Wu H A, Xu Y J. Discussion on the method of increasing production benefit sharing of irrigation project[J]. Journal of

Hydraulic Engineering, 1985, (4): 66–72

[34] 赵桂慎, 姜浩如, 吴文良. 高产粮区农田生态系统可持续性的能值分析[J]. 农业工程学报, 2011, 27(8): 318–323
Zhao G S, Jiang H R, Wu W L. Sustainability of farmland ecosystem with high yield based on emergy analysis method[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(8): 318–323

[35] 付晓, 吴钢, 尚文艳, 等. 辽宁省朝阳市农业生态经济系统能值分析[J]. 生态学杂志, 2005, 24(8): 902–906
Fu X, Wu G, Shang W Y, et al. Emergy analysis of agricultural eco-economic system in Chaoyang City, Liaoning Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(8): 902–906

[36] Brown M T, McClanahan T R. Emergy analysis perspectives of Thailand and Mekong River dam proposals[J]. Ecological Modelling, 1996, 91(1/3): 105–130

[37] 杨志平. 基于能值理论的盐城市农业生态系统动态分析[J]. 水土保持研究, 2013, 20(6): 311–315
Yang Z P. Dynamic analysis on agri-ecological system of Yancheng City based on emergy theory[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2013, 20(6): 311–315

[38] 陈东景, 徐中民. 干旱区农业生态经济系统的能值分析——以黑河流域中游张掖地区为例[J]. 冰川冻土, 2002, 24(4): 374–379
Chen D J, Xu Z M. Emergy analysis of agricultural eco-economic system in arid region of Northwest China — A case study of Zhangye Prefecture in Heihe River[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2002, 24(4): 374–379

[39] Ulgiati S, Brown M T. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems[J]. Ecological Modelling, 1998, 108(1/3): 23–36

[40] 陶战. 加强农业环境研究是发展农业的迫切要求[J]. 环境科学动态, 1977, (23): 2–9
Tao Z. Strengthening agricultural environmental research is an urgent requirement for the development of agriculture[J]. Environmental Science Trends, 1977, (23): 2–9

[41] 曾希柏, 张佳宝, 魏朝富, 等. 中国低产田状况及改良策略[J]. 土壤学报, 2014, 51(4): 675–682
Zeng X B, Zhang J B, Wei C F, et al. The status and reclamation strategy of low-yield fields in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(4): 675–682

[42] Xia J, Xue J F. A distributed soil erosion and sediment transport sub-model in non-point source pollution and its application in Guishui Watershed[J]. Journal of Resources and Ecology, 2010, 1(3): 231–237

[43] 李娜, 韩维峥, 沈梦楠, 等. 基于输出系数模型的水库汇水区农业面源污染负荷估算[J]. 农业工程学报, 2016, 32(8): 224–230
Li N, Han W Z, Shen M N, et al. Load evaluation of non-point source pollutants from reservoir based on export coefficient modeling[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(8): 224–230

[44] 袁再健, 许元则, 谢栌乐. 河北平原农田耗水与地下水动态及粮食生产相互关系分析[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(8): 904–910
Yuan Z J, Xu Y Z, Xie L Y. Correlation among farmland water consumption, grain yield and groundwater dynamics in the Hebei Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(8): 904–910

[45] 高鸿业. 西方经济学(微观部分)[M]. 第6版. 北京: 中国人民大学出版社, 2014: 99
Gao H Y. Western Economics (micro)[M]. 6th ed. Beijing: China Renmin University Press, 2014: 99

[46] 刘星辰, 杨振山. 从传统农业到低碳农业——国外相关政策分析及启示[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(6): 674–680
Liu X C, Yang Z S. From traditional agriculture to low-carbon agriculture: Policies and implications in developed countries [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(6): 674–680